MBR-RO 组合工艺深度处理高碳高氮废水的研究

周飞飞 张捍民* 付志敏 杨凤林

(大连理工大学环境与生命学院,工业生态与环境工程教育部重点实验室,大连 116023)

摘要 采用 A/O-MBR/RO 工艺深度处理模拟高碳高氮废水,考察了不同进水的 COD/N 对有机物和氨氮去除效果的影响,并且 深入考察反渗透膜的污染特性.结果表明,A/O-MBR 能够实现 95.6%的有机污染物去除率,反渗透的出水水质指标 TOC < 0.9 mg·L⁻¹、TN < 12.65 mg·L⁻¹、总硬度 < 0.038 mol·L⁻¹、总碱度 < 14.6 mg·L⁻¹,达到了城镇污水回用一级标准.COD/N 对有机物 去除率影响不大,但影响总氮的脱除过程.当 COD/N 的平均值为 10.2 时,总氮的去除主要通过好氧区内同步硝化反硝化过程 完成,总氮的平均去除率为 89.4%;当 COD/N 的平均值为 7.1、5.6 时,总氮的去除主要通过传统的硝化反硝化和同步硝化反 硝化共同完成,总氮的平均去除率分别为 72%、74%.通过扫描电镜观察了反渗透膜污染的状态,利用傅立叶变换红外光谱测 定了膜污染物质的红外吸收光谱,指出膜污染的主要污染物是 A/O-MBR 出水中的溶解性微生物产物.

关键词:A/O-MBR/RO 进水碳氮比 膜污染 污水处理

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2009)06-

Combined MBR-RO Process Treating High Strength Wastewater

ZHOU Fei-fei , ZHANG Han-min , FU Zhi-min , YANG Feng-lin

(Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering, Ministry of Education, School of Environmental & Biological Science & Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116023, China)

Abstract The performances of A/O-MBR/RO system for the removal of nitrogen and COD were investigated. Result indicated that most organic was removed in the A/O-MBR and the average removal efficiency was 95.6%. The water quality of RO effluent which in terms of TOC < 0.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN < 12.65 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, total rigidity < 0.038 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, total alkalinity < 14.6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ could meet the water quality requirements for the town wastewater reuse. The average removal efficiency of organic was almost unaffected by COD/N, but the process of TN removal was affected by COD/N. TN removal was primarily based on simultaneous nitrification and denitrification (SND) process occurred in the average removal efficiency of TN was 89.4% with average COD/N of 10.2. Both aerobic SND and conventional biological nitrification/denitrification contributed to nitrogen removal, the average removal efficiency of TN was 72%, 74% with average COD/N of 7.1 and 5.6. The fouling cake layer formed on the RO membrane surface was observed by scanning electric microscopy. The membrane fouling was characterized by Fourier transform infrared spectroscopy technique which showed that the major components of the foulants were soluble microbe products.

Key words :A/O-MBR/RO ; influent COD/N ratio ; membrane fouling ; wastewater treatment

近年来膜生物反应器(membrane bioreactor, MBR) 在污水处理领域中受到广泛的重视,特别是膜 生物反应器的组合工艺因具有出水水质好、占地面 积小、便于自动控制、抗冲击负荷能力强等优点而在 废水处理和回用中格外引人注目^[1].其中膜生物反 应器与反渗透(reverse osmosis, RO)组合工艺在国外 已被用于污水处理厂回用处理市政和工业废 水^[2~6],国内鲜见采用 MBR-RO 组合工艺处理与回 用污水的报道^[7].

缺氧、好氧生物处理系统和膜分离组件组合成的工艺被广泛应用于废水中氮碳的去除.在缺氧装置中反硝化细菌利用进水中的碳源作为电子供给体,将硝态氮还原为氮气,因此有机底物的含量对反硝化效率有很大的影响.COD/N(chemical oxygen demand to nitrogen ratio)是生物脱氮过程的一个重要的参数,因为 COD/N 能直接影响微生物群落中的自

养菌和异养菌的生长竞争^[8]. Carrera 等^{9]}提出试验 中完全反硝化所需要的 COD/N 值为 7.1±0.8.本试 验对 A/O-MBR/RO 工艺处理模拟高碳高氮废水进行 监测 研究该工艺在不同碳氮比条件下的污染物去 除效果和反渗透的膜污染问题.

- 1 材料与方法
- 1.1 试验装置

MBR-RO 试验装置如图 1 所示.反应器由有机 玻璃制成,有效容积为 18 L,中间隔板将反应器分成 缺氧和好氧 2 个区,两区容积比为 1:2,隔板低于液 面使两区相通.缺氧中设搅拌器保证污泥混合均匀;

- 收稿日期 2008-07-11 ;修订日期 2008-09-09
- 基金项目 国家自然科学基金项目(50578024)
- 作者简介 周飞飞 1984~) 女 硕士研究生 ,主要研究方向为水污染 控制工程 ,E-mail:feifeijoying1984@yahoo.com.cn
 - * 通讯联系人 E-mail zhhanmin@126.com

好氧区中膜组件下面安置穿孔管曝气,一方面为微 生物生长提供氧气,另一方面冲刷膜面减缓膜污染. 实验采用中空纤维聚丙烯微滤膜,有效孔径0.1 µm,膜面积0.2 m²,MBR 出水直接进入反渗透系统. 反渗透膜采用卷式膜组件,芳香族聚酰胺复合膜,膜 面积0.322 m²;实验中恒压0.45 MPa,单只膜最大产 水率为15%.



MBR 进水水箱; 2. 平衡水箱; 3. 搅拌器; 4. 膜生物反应器; 5. 出水蠕动泵; 6. 膜组件; 7. 气体流量计;
8. 空气泵 9. 中间水箱; 10. 反渗透进水泵;
11. 液体流量计; 12. 反渗透膜组件
图 1 MBR-RO实验装置流程

Fig.1 Schematic diagram of MBR/RO experimental process

1.2 试验水质和运行方式

活性污泥取自大连市凌水河污水处理厂回流污 泥池 其 MLVSS/MLSS 为 0.60. 实验原水为人工合成 废水,以蔗糖、NH₄ Cl、KH₂ PO₄ 作为碳、氮、磷源,添加 微量元素 FeSO₄ · 7H₂ O、CuSO₄ · 5H₂ O、MnCl₂ · 4H₂ O、 Na₂ MoO₄ · 2H₂ O、ZnSO₄ · 7H₂ O 和 CoCl₂ · 6H₂ O 以满足 微生物生长与代谢需要,并投加适量 NaHCO₃ 和 Na₂ CO₃ 以调节反应器的 pH 在 7.5 ~ 8.5 之间,并补 充硝化过程消耗的碱度.

MBR 进水水质 :COD 2 000 mg·L⁻¹,NH⁴₄-N在 3 个阶段分别为 200、300、400 mg·L⁻¹,碱度分别为 411、990.2、2 077 mg·L⁻¹(以 CaCO₃计),1 mL 的微 量元素,进水 pH 为 8.1~9.2 ,3 阶段具体运行参数 见表 1.

1.3 分析方法

实验过程中水质指标 COD、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、硬度、碱度、MLSS、MLVSS 等采用国家标准 方法检测^[10] 膜生物反应器的进水中总氮的含量等 同于进水中 NH_4^+ -N的含量; A/O-MBR 中总氮等于 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N和 NO_2^- -N的加和;溶解氧测定溶解氧 仪(YSI 55/12 FT, USA); pH (Sartorius PB-10, Germany); 反渗透进、出水的 TN 及 TOC 采用总有机 碳分析仪测定(TOC-VCPH型,Shimadzu Corporation, Japan),电导率采用电导率仪(DDS-11D,中国);溶 解性微生物产物(soluble microbial products,SMP)中 蛋白质测定采用修正的 Lowery 法^[11],多糖采用苯酚 -硫酸比色法^[12];膜污染状况采用扫描电子显微镜 (JEOLJSM-5600LV,Tokyo,Japan)进行观察;膜污染 物质利用傅立叶变换红外光谱仪(EQUINOX55, Bruker,Germany)分析.

= .	亡亡职工仁乡粉
77	反应参试行参数
· L/ I	

	Table 1 Operation p	arameters of N	IBR and RO	
系统	参数	阶段 ⊥	阶段Ⅱ	阶段Ⅲ
	HRT/h	36	36	36
	SRT	不排泥	不排泥	不排泥
MBR	曝气量/m ³ ·h ⁻¹	0.35~0.38	$0.4 \sim 0.43$	$0.45 \sim 0.47$
运行参数	$MLSS/mg \cdot L^{-1}$	16 309.4	16 075	13 270
	MLVSS/MLSS	0.85	0.78	0.79
	温度/℃	25	25	25
	膜通量/L·(h·m²)⁻¹	2.5	2.5	2.5
RO 运行参数	恒压/MPa	0.45	0.45	0.45
	膜初始产水率/%	15	15	15
	温度/℃	25	25	$14 \sim 15$
	初始流量/L·h ⁻¹	5.5	7.3	4.8

2 结果与讨论

2.1 缺/好氧膜生物反应器(A/O-MBR)

2.1.1 A/O-MBR 对 COD 的去除

经过 6 个月的连续运行,COD 处理效果如图 2 所示.可以看出 3 个阶段的平均进水有机物浓度范 围为2 037.8~2 391.6 mg·L⁻¹ 3 阶段 COD 去除率相 近,平均高达 95.6%,可以得出 3 个阶段有机物的去 除和进水 COD/N 没有直接的关系.缺氧区的溶解氧 小于 0.5 mg·L⁻¹,好氧区的溶解氧大于 2 mg·L⁻¹.平 均 91.2%的有机物在缺氧区和好氧区被降解,经过 微滤膜后,COD 平均去除率为 95.6%,说明膜对 COD 具有一定的过滤截留作用.

2.1.2 A/O-MBR 对氨氮的去除

氮素污染物去除效果如图 3 所示.进水氨氮浓 度从 200 mg·L⁻¹,逐步提高到 300、400 mg·L⁻¹时, 为保证充足的溶解氧供应,相应的曝气量分别为 0.35~0.38 m³·h⁻¹、0.4~0.43 m³·h⁻¹、0.45~0.47 m³·h⁻¹.由图 3 可知,第 Ⅰ 阶段(COD/N 平均值为 10.2),氨氮和总氮的平均去除率分别为 89.5%、 89.4%.出水中氨氮和总氮的浓度几乎一样,在反应 器中没有发现硝酸盐和亚硝酸盐的积累.在第 Ⅱ 阶 段中,进水氨氮浓度提高,COD/N 平均值降为 7.1, 初始硝化效果下降,后又提高并且稳定在 77% 左





Fig.2 Course of COD removal in A/O-MBR

右,总氮的去除率也稳定在 72% 以上,但氨氮和总 氮的去除率并不高,分析是由于硝化细菌不适应该 阶段的操作条件,导致含氮污染物去除率有所下降. 第Ⅲ阶段,由于进水氨氮浓度进一步提高,COD/N 平均值降为 5.6,但氨氮的去除率逐步提高,并且维 持在 95.%以上,分析是由于硝化细菌已适应该负 荷的增加,并因曝气强度的适当提高而保持较高的 活性.在第Ⅲ阶段,总氮的去除在 74% 以上.





传统的硝化反硝化工艺需要好氧区消化液回流 至缺氧区.如前所述,此工艺未设置外回流过程,但 缺氧区发生了传统的反硝化过程,因此推测缺氧区 和好氧区之间存在污泥内回流,而内回流的推动力 可能是浓度差,包括污泥浓度差和离子浓度差.在实 验过程中,好氧区与缺氧区的内回流速率无法检测, 因此,把两区内NO_x-N的浓度差值(ΔNO_x-N)作为 传统的好氧硝化缺氧反硝化反应进行程度的指示指 标,把两区内TN 的浓度差值(ΔTN)作为表征同步硝 化反硝化过程反应程度的指标. 为考察氮的去除机制,将反应器中各部分的氮 浓度列于表2中,并利用公式(1)及(2)分别计算了3 个阶段发生的同步硝化反硝化和传统硝化反硝化对 总氮脱除的贡献率.

$$R_1 = \frac{\Delta \text{TN}}{\Delta \text{NO}_x^- - \text{N} + \Delta \text{TN}} \times 100\%$$
 (1)

$$R^{2} = \frac{\Delta \operatorname{NO}_{x}^{-} \cdot \mathrm{N}}{\Delta \operatorname{NO}_{x}^{-} \cdot \mathrm{N} + \Delta \mathrm{TN}} \times 100\%$$
 (2)

表 2 A/O-MBR 中含氮污染物浓度平均值

Table 2 1	Nitrogen	concentrations	in	A/O-MBR
-----------	----------	----------------	----	---------

参数	阶段Ⅰ		阶段Ⅱ		阶段Ⅲ	
	缺氧区	好氧区	缺氧区	好氧区	缺氧区	好氧区
NH_4^+ -N/mg·L ⁻¹	58.0	31.6	115.1	67.4	156.6	16.6
NO_3^- -N/mg·L ⁻¹	0.3	0.5	1.1	19.2	5.8	82.1
NO_2^- -N/mg·L ⁻¹	0.1	0.14	0.3	9.6	4.8	18.7
NO_x^- -N/mg·L ⁻¹	0.4	0.64	1.4	28.8	20.4	100.8
$TN/mg \cdot L^{-1}$	58.4	32.2	116.5	96.2	177	117.4
$\Delta \operatorname{NO}_x^-$ -N/mg·L ⁻¹	—	0.24	_	27.4	_	80.4
$\Delta TN/ mg \cdot L^{-1}$	26.2	_	20.3	—	59.6	
$R^{1}/\%$	—	99	—	42.5	_	42.6
$R^2/\%$	1	_	57.5	_	57.4	_

由表2可知,第1阶段中好氧区上清液中总氮 比缺氧区上清液的总氮低 26.2 mg·L⁻¹,且两区内硝 态氮和亚硝态氮几乎没有积累(0.6 mg·L⁻¹),计算 得到好氧区同步硝化反硝化脱氮过程占此阶段系统 总氮去除率的 99% 传统硝化反硝化过程占此阶段 系统总氮去除率的 1%. 第 11 阶段中好氧区上清液 的总氮比缺氧区低 20.3 mg·L⁻¹ 缺氧区的NO_x⁻-N比 好氧区低 27.4 mg·L⁻¹,计算得到好氧区同步硝化反 硝化过程总氮去除率占此阶段系统总氮去除率的 42.5% 同理传统的硝化反硝化过程总氮去除率占 此阶段系统总氮去除率的 57.5% 即总氮的脱除由 缺氧区内传统反硝化及好氧区内的同步硝化反硝化 二者共同完成 且缺氧区传统反硝化对于总氮的去 除起主要作用.第Ⅲ阶段中好氧区上清液的总氮比 缺氧区低 59.6 mg·L⁻¹,计算得到好氧区同步硝化反 硝化过程总氮去除占此阶段系统总氮去除率的 42.6% 且好氧区上清液的NO₂-N比缺氧区高 80.4 mg·L⁻¹,即好氧区内出现了NO₂-N的积累而且主要 是硝态氮 说明反硝化速率小于硝化速率 限制了总 氮的去除,总氮的脱除过程同阶段Ⅱ一致,综上所 述 进水 COD 浓度一定 COD/N 值不同时 总氮的脱 除过程不同.结果表明,在 A/O-MBR 中溶解氧和碱 度充足的条件下,当 COD/N 均值为 5.6 和 7.1,总氮 的脱除都是通过传统的好氧硝化缺氧反硝化和同步 硝化反硝化共同完成,总氮的平均去除率相差不大, 分别为72%和74%;COD/N均值为10.2时总氮的 去除主要通过好氧区内同步硝化反硝化过程完成, 总氮的去除率平均达89.4%.

综上所述,A/O-MBR 在进水高浓度有机碳和氨氮的条件下,其出水水质总有机碳、总氮去除效果良好且稳定.单独的 A/O-MBR 能够降低平均为 95.6%的 COD 和最高为 89.4%的总氮.在进水 COD、氨氮负荷分别为1 333.3、266.6 mg·(L·d)⁻¹时,出水能够达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)的三级标准^[13].

2.2 反渗透运行效果

MBR 的出水直接进入 RO 进水水箱,因此反渗 透的运行随着 MBR 阶段的改变也分为 3 个阶段,反 渗透的运行参数如表 1 所示.表 3 给出了反渗透 3 个运行阶段的出水水质.在反渗透进水总氮和 TOC 分别为 24.4~115 mg·L⁻¹和 6.2~11.3 mg·L⁻¹时, 其出水的 TN < 12.65 mg·L⁻¹,TOC < 0.9 mg·L⁻¹.由 图 4 所示,反渗透膜对离子具有良好的截留作用,3 个阶段的电导率的平均去除率分别为 95.8%、 96.0%、92.9%.由于进水电导率逐步提高,且第Ⅲ 阶段为低温进行,导致电导去除率有所下降,但仍维 持在 92.9%以上.试验结果表明,在进水水质 TN、 TOC 比较高的前提下,反渗透对有机物和各种离子 的去除率高、去除效果稳定,反渗透出水水质可以满 足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002)一级 A 标准^[13].

Tał	ole 3 Ai	nalytical r	esults of R	O efflue	nt	
	阶段⊥		阶段Ⅲ		阶段Ⅲ	
参数	出水	去除 率/%	出水	去除 率/%	出水	去除 率/%
COD/mg·L ⁻¹	7.13	91	10	89.9	7.7	92.6
$TOC/mg \cdot L^{-1}$	0.6	92.5	0.9	92	0.42	93.2
$TN/mg \cdot L^{-1}$	2.2	91	3.35	95	12.65	89
总硬度/mol·L ⁻¹	0.038	90.1	0.019	96.8	0.026	99.2
总碱度(以 CaCO ₃ 计)/mg·L ⁻¹	10.95	91.6	14.6	86	13.68	93.3
1)平均值						

表 3 RO 的出水水质1)

综上所述,A/O-MBR/RO联用处理高碳高氨氮 废水是可行的.单独的A/O-MBR可以去除大部分有 机物,RO的应用可以确保出水水质,使其出水水质 稳定良好,达到城镇污水一级回用标准.

3 反渗透膜的污染特性

膜污染是指在膜过滤过程中,水中的微粒、胶体





粒子或溶质大分子由于与膜存在物理化学作用或机 械作用而在膜表面或膜孔内吸附、沉积造成膜孔径 变小或堵塞,使膜产生透过流量与分离特性的不可 逆变化现象.Li等^[14]指出,反渗透的膜污染和膜通 量变化与膜本身的性质、膜初始出水流量、操作压 力、污染物的类型等有关.

对于反渗透 因为配水中硬度不大 因此反渗透 的无机离子膜污染就很轻微,反渗透污染主要体现 在出水流量的变化,由图5流量拟合曲线可以看出, 膜污染分为2个阶段,前一阶段膜出水流量下降迅 速 后一阶段下降的同时趋向于平缓几乎看不到转 折点 总的趋势为一定时间内呈快速下降后趋势减 缓.3个阶段前 15 d内流量下降速率分别为阶段Ⅰ 0.033 L·d⁻¹、阶段 Ⅲ 0.053 L·d⁻¹、阶段 Ⅲ 0.04 L·d⁻¹.阶段Ⅱ的前期膜出水流量下降速率比阶段 Ⅲ下降快,主要是因为阶段Ⅱ初始流量比较高,单位 时间通过反渗透膜表面的污染物质就多 积累较快; Phase Ⅲ则由于低温水粘度增加 以及给水离子浓度 提高导致同样操作压力下流量下降速率加快,从中 可以看出,初始出水流量比低温和离子浓度对膜污 染影响更大,当出水流量下降为原来的 15% 时,用 0.5%的氢氧化钠溶液清洗反渗透膜 流量恢复可达 93.1%.

在阶段Ⅲ实验结束后,用 0.5 g·L⁻¹的氢氧化钠 6 L 水进行化学清洗.分别取洗膜水、进水、出水分 析水样中的蛋白质和多糖成分.结果表明,洗膜水中 多糖的浓度为 10.1 mg·L⁻¹,蛋白质的浓度为 3.95 mg·L⁻¹,分析结果说明蛋白质和多糖在膜上都有积 累.由图 6 可得,反渗透的进、出水中的蛋白质和多 糖的浓度变化.可以看出,进水经过反渗透处理后, 蛋白质的去除率大约在 19%,对多糖的去除大约在 35.2%.推测去除的蛋白质和多糖,多被反渗透膜截

10

多糖浓度





留 附着在膜表面或渗透至膜内,形成膜污染,导致 膜通量下降.分析认为,A/O-MBR/RO的膜生物反应 器中,由于膜的高效截留作用使其成为一个相对封 闭的系统.种类繁多的微生物在正常代谢、内源呼吸 及面临环境压力等情况下,会产生大量的溶解性微 生物产物(SMP),其主要成分为腐殖质、多糖、蛋白 质等,是 MBR 出水中溶解性 COD 的主要成分,并成 为后续反渗透膜污染的重要原因.

拆除反渗透外壳后发现其进口处和出口处外观 有很大的差别.如图 7 所示,进口处污染比较严重, 几乎呈现褐色.出水口处和进水口处相比,几乎没有 什么杂质,污染比较轻.反渗透膜拆开后如图 7c 所 示,发现表面有一层很薄的深色沉积层,进口处沉积



(a) 进口处





层比较多 ,出口处沉积层比较少 ,因此可以得出反渗 透的进口处更容易受到污染 .

将污染的膜和未被污染的膜进行扫描电子显微 镜观察如图 8 所示.由图 & a)可知 ,未被污染过的反 渗透膜在扫描电镜下呈现非常紧密的结构 ;图 & b) 为反渗透进口处污染膜的表面 ,膜表面沉积了大量 污染物 ,并有少量的球状和杆状细菌 ,污染严重 ,由 于分布不均匀形成沉积层的空隙 ;图 & c)为反渗透 出口处的污染膜 ,其表面沉积层比较松散、沉积层表 面空隙大 和进口处膜相比 ,膜污染较轻 ,看不到细 菌的存在 ,图 & d)为反渗透污染膜的横截面电镜扫 描 ,可看出污染层的存在.左边为基膜的结构 ,右边 为致密的污染层.



(c) 膜表面





为了更好地了解膜表面污染物的成分,进行了 傅立叶红外光谱分析,FTIR 能够表征膜污染物有机 官能团结构如图 9 所示.在红外谱图中,3 290 cm⁻¹ (多聚体—OH 伸缩振动)2 924 cm⁻¹和2 862 cm⁻¹ (C—H 键的伸缩振动)处出现了比较强的吸收峰,呈 现有机物的吸收特征.在 FTIR 谱图中可以看出存在 两个蛋白质二级结构的典型特征峰1 658 cm⁻¹(酰胺 I带)和1 525 cm⁻¹(酰胺 II带),表明在膜表面污染 物中存在蛋白质 ;在1 053 cm⁻¹的峰说明污染物中存 在多糖物质^[15].进一步验证 ;MBR 出水中含有的 SMP 是造成反渗透膜污染的主要原因.

4 结论

(1)A/O-MBR/RO 技术处理高碳高氨氮废水是 可行的,其出水水质能够达到中水回用的标准,且系 统运行稳定,反渗透即使在低温和离子浓度比较高





图 8 反渗透膜电镜扫描照片 Fig.8 SEM images of RO membrane







的条件下,对 TOC、TN、电导率去除率分别维持在 93.2%、89%、92.9%.

(2)单独的 A/O-MBR 在不同的 COD/N 比下,对 COD 的去除影响不大,平均为 95.6%,但在不同的 COD/N 比下,对总氮的脱除影响比较大,COD/N 平 均值为 7.1 和 5.6 时,总氮的脱除通过传统的好氧 硝化缺氧反硝化和同步硝化反硝化来完成,平均去 除率分别为 72%、74%,相差不大;而 COD/N 平均 值为 10.2 时,总氮的脱除主要通过同步硝化反硝化 来完成,平均去除率为 89.4%.

(3) 反渗透膜的进口处污染比出口处严重,通 过化学分析和 FTIR 考察了反渗膜污染物质,结果表 明,反渗透的膜污染物质主要是 A/O-MBR 出水中含 有的 SMP,其主要成分是多糖和蛋白质.

参考文献:

- [1] 顾国雄,何义亮. 膜生物反应器在污水处理中的研究和应用 编著 M]. 北京:化学工业出版社 2002. 30-58.
- [2] Qin J J, Kekre K A, Tao G H, et al. New option of MBR-RO process for production of NEWater from domestic sewage [J]. J Membrane Sci, 2006, 272 (1-2):70-77.
- [3] Comerton A M, Andrews R C, Bagley D M. Evaluation of an MBR-RO system to produce high quality reuse water :Microbial control, DBP formation and nitrate [J]. Water Res, 2005, 39(16): 3982-3990.
- [4] Chen T K, Ni C H, Chan Y C, et al. MBR/RO/ozone processes for TFT-LCD industrial Waste water treatment and recycling [J]. Water Sci Technol, 2005, 51(6-7):411-419.
- [5] Tam L S, Tang T W, Laub G N, et al. A pilot study for wastewater reclamation and reuse with MBR/RO and MF/RO systems.

Desalination , 2007 , 202(1-3): 106-113.

- [6] Scholz W G, Rouge P, Bodalo A, et al. Desalination of mixed tannery effluent with membrane bioreactor and reverse osmosis treatmen[J]. Environ Sci and Technol, 2005, 9(21):8505-8511.
- [7] 曹斌, 黄霞, 杨瑜芳, 等. MBR-RO 组合工艺污水回收中试研 究[J].环境科学, 2008, 29(4):915-918.
- [8] Cheng S S, Chen W C. Organic carbon supplement influencing performance of biological nitrification in a fluidized bed reactor [J]. Water Sci Technol , 1994 , 30(11):131-142.
- [9] Carrera J L, Vicent T, Lafuente J. Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater [J]. Process Biochem, 2004, 39(12): 2035-2041.
- [10] 国家环保总局.水和废水监测分析方法[M].(第四版).北

京:中国环境科学出版社,2003.210-284.

- [11] Lowery O H , Rosebrough N J , Farr A L , et al. Protein measurement with the folin phenol reagent [J]. Bio Chem , 1951 , 193(1): 265-275.
- [12] 耿霞 梁冰 梁玉祥 等. 苯酚-硫酸导数光谱法快速测定中药 中多糖的研究 J]. 四川大学学报. 2002, 34(3):62-64.
- [13] GB 18918-2002,城镇污水处理厂污染物排放标准 S].
- [14] Li Q L , Xu Z H , Pinnau I G. Fouling of reverse osmosis membranes by biopolymers in wastewater secondary effluent : Role of membrane surface properties and initial permeate flux [J]. J Membrane Sci , 2007 , 290(1-2):173-181.
- [15] Howe K J , Ishida K P , Clark M M. Use of ATR/FTIR spectrometry to study fouling of microfiltration membranes by natural waters[J]. Desalination , 2002 ,147 (1-3) 251-255.